第38卷 第2期
2021年3月
干 旱 区 研 究
ARID ZONE RESEARCH
Vol. 38 No. 2
Mar. 2021

极端干旱区花花柴(*Karelinia caspia*)和胡杨(*Populus euphratica*)叶凋落物分解和养分释放特征

范琳杰[1,2,3,4]， 李向义[1,3]， 李成道[1,2,4]， 林丽莎[1,2,3]， 薛 伟[5]

(1. 中国科学院新疆生态与地理研究所,新疆荒漠植物根系生态与植被修复重点实验室,新疆 乌鲁木齐 830011； 2. 中国科学院新疆生态与地理研究所,荒漠与绿洲生态国家重点实验室,新疆 乌鲁木齐 830011； 3. 新疆策勒荒漠草地生态系统国家野外科学观测实验站,新疆 策勒 848300； 4. 中国科学院大学,北京 100049； 5. 兰州大学,甘肃 兰州 730000)

摘 要：为研究凋落物在极端干旱区的分解规律,利用凋落物分解袋法,以塔克拉玛干沙漠南缘策勒绿洲地区优势物种花花柴(*Karelinia caspia*)和胡杨(*Populus euphratica*)叶凋落物为研究对象,模拟自然状态,分别在3种生境下:土壤表层0 cm、土壤埋深2 cm、悬挂1 m进行凋落物分解试验,探究不同分解位置下的凋落物质量分解和碳(C)、氮(N)元素含量释放特征。结果表明:不同植物的质量损失率在不同分解位置处理下均存在显著差异,土壤表层0 cm处理下凋落物质量损失显著高于悬挂1 m和土壤埋深2 cm。至凋落物分解试验结束,花花柴质量损失率依次为:土壤表层0 cm(19.91%)>悬挂1 m(15.99%)>土壤埋深2 cm(12.35%)。胡杨质量损失率依次为:土壤表层0 cm(24.15%)>悬挂1 m(13.44%)>土壤埋深2 cm(8.72%)。在整个分解过程中,两种植物叶凋落物N含量呈富集现象,C含量呈释放状态。在不同分解位置下,N元素富集量和C元素量损失差异显著,土壤表层和土壤埋深2 cm凋落物N元素富集量均小于悬挂1 m凋落物,C元素损失量均大于悬挂1 m凋落物。Olson指数衰减模型对凋落物质量残留率进行拟合,两种植物的分解常数*k*值大小排序均为:土壤表层0 cm>悬挂1 m>土壤埋深2 cm。凋落叶质量残留率多因素方差分析表明在不同分解时间和不同分解位置对凋落物质量残留率影响显著($P<0.01$)。在极端干旱区,掩埋条件不是驱动凋落物分解的主要因素,影响凋落物分解的因素主要是光降解。

关键词：凋落物分解；质量损失；极端干旱；养分释放

凋落物分解是生态系统物质循环的中心环节,在维持土壤肥力、调节能量流动与养分平衡中具有重要的意义[1]。通过分解和腐殖质化作用,凋落物在促进土壤有机碳的积累、改善土壤质量中发挥着关键作用[2-3]。在大多数生态系统中,凋落物质量分解和养分循环快慢主要受气候、凋落物基质质量和分解生物的控制[4],但是在干旱地区尤其是极端干旱地区,这些因素并不能完全地预测凋落物的分解速率。

目前的研究显示,在大多数干旱地区,由于光降解和物理破碎等作用,凋落物分解速率比预期的要快[5]。暴露在阳光或人工辐射源下的土壤表层凋落物,光降解对其质量损失的增加可以高达60%[6-7]。但是,凋落物散布位置的变化也会改变光降解对分解过程的贡献。在光照强度较高的凋落物层表面,光降解作用显著;然而,在位于土壤掩埋下的层面,凋落物受光降解的影响较少[8]。Austin等[9]在半干旱地区的研究表明,掩埋凋落物的质量损失明显大于地表凋落物,这可能是由于在掩埋条件下,土壤湿度更适合微生物生长,微生物对凋落物的影响较大。但在极端干旱区,光辐射强烈、自然环境中的土壤水分含量较低,不利于微生物的繁殖和活性的

收稿日期：2020-06-01； **修订日期：**2020-07-27
基金项目：国家自然科学基金项目(41877420);新疆维吾尔自治区天池百人计划-创新项目(Y842041);新疆科技创新基地建设项目(PT1908)
作者简介：范琳杰(1996-),女,硕士研究生,主要从事干旱区植物生理方面的研究. E-mail: fanlinjie18@mails.ucas.ac.cn
通讯作者：李向义. E-mail: lixy@ ms.xjb.ac.cn

增加，分解情况很可能产生差异。因此，有必要对极端干旱地区不同位置下凋落物的分解过程进行研究。在全球范围内，干旱和半干旱土地占全球土地面积的近三分之一，干旱地区植被群落结构简单，基质贫瘠，生境较为脆弱[10]。因此，研究干旱区凋落物分解的变化规律，尤其是生态系统结构特别脆弱的沙质极端干旱区，探究干旱和极端干旱生境下凋落物分解转化的特征，对于准确评估该区域的物质循环与能量转化有重要意义。

塔克拉玛干沙漠位于塔里木盆地中部，是我国最大的沙漠，也是世界第二大流动沙漠，气候极端干旱[11-12]。本研究以塔克拉玛干沙漠南缘策勒绿洲为研究区域，选取该地区两种优势物种花花柴(*Karelinia caspia*)和胡杨(*Populus euphratica*)叶凋落物为研究对象，研究不同放置和掩埋土层的植物凋落物的分解特征，分析凋落物分解过程中分解速率和碳、氮含量等动态变化，探究极端干旱区凋落物的分解规律。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

本实验在中国科学院策勒国家野外研究站的荒漠实验区进行。研究区位于塔克拉玛干沙漠南缘策勒绿洲外围绿洲-荒漠过渡带(35°17′55″~39°30′00″N，80°03′24″~82°10′34″E)，属于典型的大陆性干旱气候，年均降水量仅为35.1 mm，年蒸发量高达2600 mm。土壤以风沙土为主，土壤保水能力差，沙化严重，有机质含量低[13]。年平均气温11.9 ℃，极端最高气温41.9 ℃，极端最低气温−23.9 ℃；10 ℃以上积温达到4340 ℃。热资源丰富，日照时间长，年平均日照时数2697.5 h，年太阳总辐射能604.2 kJ·cm^{-2}[14]。绿洲外围绿洲-荒漠过渡带主要植物种类有花花柴(*Karelinia caspia*)、疏叶骆驼刺(*Alhagi sparsifolia*)、多枝柽柳(*Tamarix ramosissima*)、沙拐枣(*Calligonum mongolicum*)和胡杨(*Populus euphratica*)等荒漠灌、草，植被覆盖率低[15]。

1.2 凋落物的收集

以花花柴和胡杨叶片凋落物为分解对象，于2018年10月15日至2018年11月15日在塔克拉玛干沙漠南缘-策勒绿洲过渡带进行凋落物的收集，在花花柴和胡杨冠层下设置凋落物若干收集筐，花花柴收集筐为50 cm×50 cm，胡杨收集筐为100 cm×100 cm。于2018年11月20日收集完凋落物，凋落物采集后，去除凋落物中叶片以外的杂质后将样品混合均匀，将样品置于75 ℃下烘干处理48 h后遮阴保存。烘干样每种凋落物选取3组混合样品，测定凋落物的初始C、N含量。

1.3 凋落物分解试验设计和采样

采用网袋法进行凋落物的分解试验，用长宽为20 cm×20 cm、孔径为1 mm的尼龙网袋作为分解袋，将花花柴和胡杨植物叶凋落物分别装入分解袋中，每袋约15 g凋落物，称重记录。设置3个处理：土壤表层0 cm[Aboveground(AG)，将凋落物网袋放置于土壤表面，使其与土壤接触]、悬挂1 m[Hang(H)，将凋落物网袋系在样地离地面1 m的铁丝上]、土壤埋深2 cm[Belowground(BG)，将凋落物网袋埋入样地2 cm，用土将其覆盖]，每种凋落物每个处理设置5个重复，每块样地大小为2 m×2 m，凋落物网袋间距0.5 m，每块样地间距2 m。2019年4月20日将两种凋落物的分解网袋分别置于地上悬空1 m，土壤表层0 cm、2 cm埋深，用地钉将地表分解袋固定。

从2019年7月到11月，每月中旬对凋落物分解袋进行取样，将样品带回实验室75 ℃下烘干处理48 h，去除凋落物表面吸附的沙土，记录凋落物样品的剩余干重。将称重后的样品粉碎，用于样品全碳(TC)、全氮(TN)含量测定。

1.4 测定指标和计算方法

1.4.1 凋落物养分的测定 全碳、全氮含量采用碳氮元素分析仪(Vario Max CN，Elementary，德国)测定。

1.4.2 凋落叶质量残留率(*MR*)和凋落物养分元素残留率(*NR*) 采用如下公式计算[16]。

$$MR(\%)=(M_t/M_0)\times 100 \quad (1)$$

$$NR(\%)=\frac{N_tM_t}{N_0M_t}\times 100 \quad (2)$$

式中：M_0为初始凋落叶质量(g)；M_t是分解时间为t时刻时凋落叶剩余质量(g)；N_0为凋落物养分元素初始值(g·kg^{-1})；N_t是分解时间为t时刻时样品养分元素的残留量(g·kg^{-1})。

1.4.3 分解速率 采用改进的Olson负指数衰减模型计算公式[17]：

$$MR=ae^{-kt}$$

式中:MR为凋落叶质量残留率(%);a为拟合参数;k为年分解系数($g\cdot g^{-1}\cdot a^{-1}$);$t$为分解时间(a)。

1.4.4 凋落叶分解50%($T_{50\%}$)和95%($T_{95\%}$)时间[18]

$$T_{50\%}=-\ln(1-0.50)/k$$

$$T_{95\%}=-\ln(1-0.95)/k$$

1.5 数据处理

采用Excel 2010和SPSS 21.0软件对数据进行统计分析,采用单因素方差分析的最小显著差异法(LSD)对不同处理下凋落物叶质量残留率、凋落叶C、N含量,C/N月动态变化进行比较,运用多因素方差分析法分析不同凋落叶种类、时间、不同分解位置对凋落叶质量残留率的影响,同时应用回归分析方法研究各组分凋落物质量残留率与分解时间的回归关系。利用Origin 2018软件进行图件制作。

2 结果与分析

2.1 植物叶凋落物质量残留率的变化

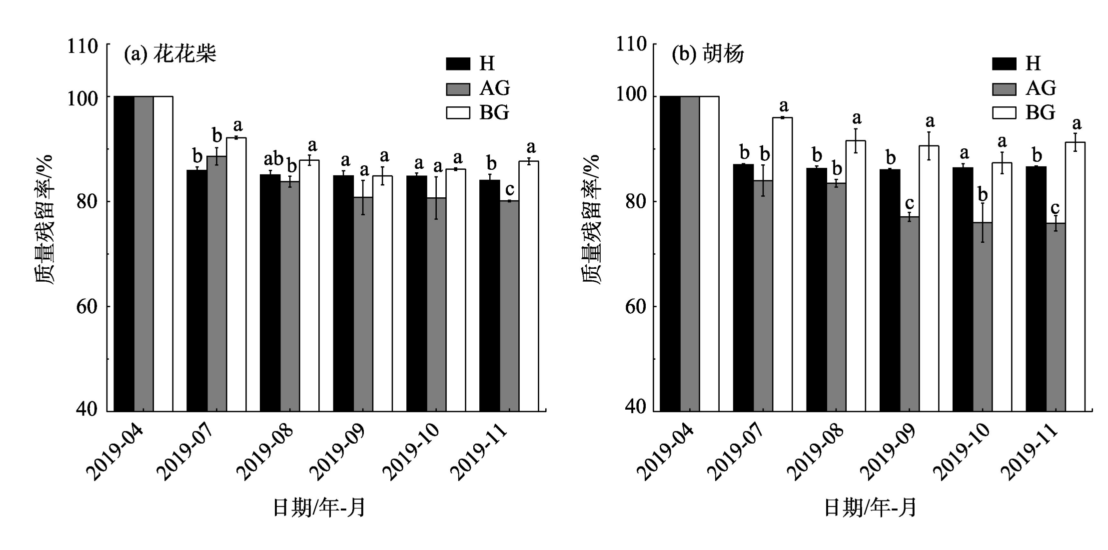
花花柴和胡杨叶凋落物在不同处理下质量损失有明显差异(图1)。凋落叶质量损失前期较快,至试验分解结束,花花柴在H、AG、BG处理下凋落叶的质量残留分别为:85.65%、80.09%、89.69%;胡杨在H、AG、BG处理下凋落叶的质量残留率分别:87.53%、78.36%、91.28%。在整个分解过程中,花花柴叶质量损失率表现为:AG > H > BG,胡杨叶质量损失率表现为:AG > H > BG。统计结果显示,至凋落物试验分解结束,花花柴和胡杨凋落叶在不同分解位置下质量残留率有明显差异($P < 0.05$),但两种植物都是在土壤表层处理(AG)的情况下质量损失最快。

2.2 植物叶凋落物分解的C、N和C/N动态

由图2、图3可知,在整个分解过程中,花花柴和胡杨植物叶凋落物中的C、N元素含量动态变化在3种不同处理下均分为两个明显的阶段,即快速上升或下降期(2019年4月—2019年7月),和平稳期(2019年7月—2019年11月)。凋落物中C/N变化趋势与C元素相似。在整个分解过程中,与其他处理相比,花花柴和胡杨叶凋落物在表层土(AG)中的C(83.66%,68.78%)和N(160.26%,127.28%)残留率最低;在悬挂(H)处理中C(91.93%,82.85%)和N(174.51%,169.16%)残留率最高。至分解结束,花花柴和胡杨叶凋落物在H、AG、BG处理下的N含量分别增加:76.66%、61.46%、76.41%和75.32%、28.66%、36.98%。花花柴和胡杨叶凋落物在H、AG、BG处理下的C含量分别损失:6.11%、16.89%、12.36%和15.61%、30.28%、28.12%。统计分析显示,不同时期3种处理下两种植物C、N含量、C/N差异显著。

2.3 植物叶凋落物的分解速率

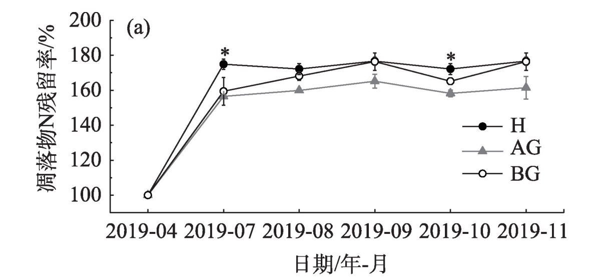
利用Olson指数衰减模型对花花柴和胡杨叶凋

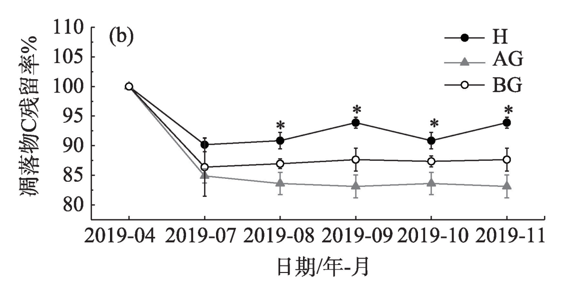


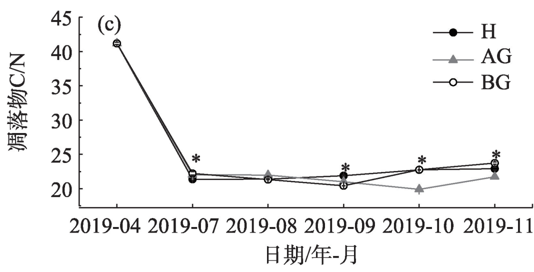
注:数值为平均值±标准差(n=5);相同小写字母表示相同取样时间差异不显著(P>0.05),不同小写字母表示相同取样时间差异显著(P<0.05)。下同。

图1 不同分解位置下凋落物的质量残留率

Fig. 1 Mass residual rate of litters at different decomposition locations



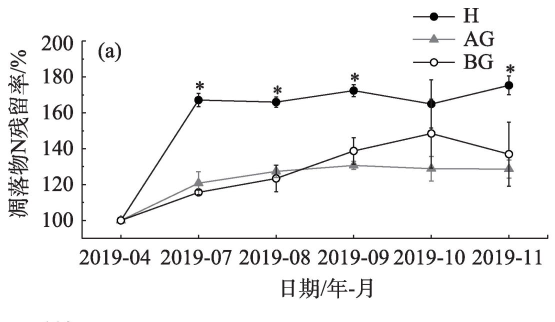


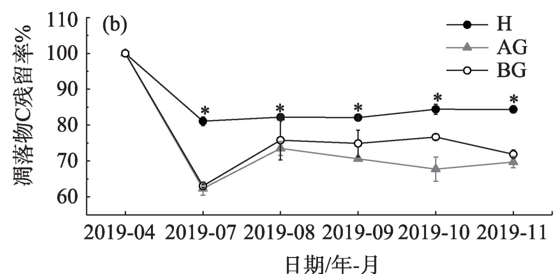


注：*表示相同取样时间差异显著（$P<0.05$），下同。

图2 不同分解位置下花花柴叶凋落物的碳、氮含量及碳氮比的动态变化

Fig. 2 Dynamic changes of C、N content and C/N in *Karelinia caspia* litters at different decomposition locations





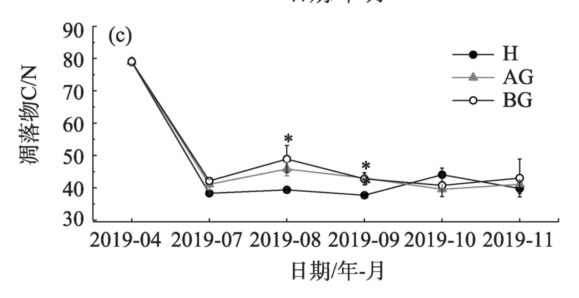


图3 不同分解位置下胡杨叶凋落物的碳、氮含量及碳氮比的动态变化

Fig. 3 Dynamic changes of C、N content and C/N in *Populus euphratica* litters at different decomposition locations

落物分解过程的残留率进行拟合，并估算出分解速率，计算分解50%和95%所需时间。由表1可以看出，不同处理下两种植物叶凋落物分解速率依次为：AG＞H＞BG，花花柴和胡杨叶凋落物在放置土壤表层处理下（AG）分解速率最快，半分解时间分别是花花柴为1.71 a，胡杨为1.39 a，胡杨分解更快。

2.4 影响凋落叶质量残留率因素的统计分析

由表2可知，在不同处理下凋落物分解至试验结束，相同分解条件下不同植物物种叶凋落物质量残留率差异不显著（$P>0.05$），不同分解位置对凋落物质量残留率影响显著（$P<0.01$），不同物种和不同分解位置复合处理对凋落物质量残留率影响显著（$P<0.01$），不同时间和不同分解位置复合处理对凋

表1 不同分解位置下两种植物叶凋落物分解过程的Olson指数模型和平均分解率

Tab. 1 Olson exponential model and average decomposition rate of leaf litter decomposition of two plants at different decomposition locations

物种	处理	Olson指数模型	分解系数k/(g·g^{-1}·a^{-1})	$T_{0.5}$/a	$T_{0.95}$/a
花花柴	H	y=96.301e$^{-0.284t}$	0.284±0.035	2.44	10.54
	AG	y=98.116e$^{-0.405t}$	0.405±0.06	1.71	7.40
	BG	y=98.073e$^{-0.260t}$	0.26±0.032	2.67	11.52
胡杨	H	y=96.247e$^{-0.24t}$	0.24±0.032	2.89	12.48
	AG	y=97.720e$^{-0.498t}$	0.498±0.06	1.39	6.01
	BG	y=99.537e$^{-0.206t}$	0.206±0.046	3.36	14.54

表2　凋落叶种类、分解时间、不同分解位置处理对凋落叶质量残留率影响的多因素方差分析

Tab. 2　Multivariate analysis of variance of leaf litter species, decomposition time and different decomposition locations on mass residual rate of leaf litters

源	*df*	均方	*F*值	*P*
校正模型	29	91.58	7.02	0.00
截距	1	984996.50	75474.97	0.00
S	1	9.65	0.74	0.39
T	4	134.59	10.31	0.00
D	2	794.42	60.87	0.00
S×T	4	4.92	0.38	0.83
S×D	2	151.55	11.61	0.00
T×D	8	33.74	2.59	0.01
S×T×D	8	4.81	0.37	0.94
误差	120	13.05		

注：*S*表示物种，*T*表示处理时间，*D*表示不同分解位置；*df*表示样本方差的自由度，*F*值表示对应项均方与误差均方的比值。

落物质量残留率作用显著（$P<0.05$）。

3　讨论

3.1　凋落物的分解特征

凋落物的分解既有物理过程，又有生化过程，一般在淋溶、粉碎、代谢的综合作用下共同完成[19]。已有研究表明，凋落物分解有明显的两个快慢阶段，初期分解较快，随着分解的进行，分解速率减慢[20-21]。本研究中，在凋落物分解的前3个月（4~7月）凋落物快速分解，之后分解趋于平缓，且由回归分析结果来看，花花柴和胡杨植物叶凋落物分解达到95%所需时间为分解达到50%所需时间的5~6倍，体现了凋落物分解前期较快后期分解缓慢的特点。凋落物分解前期，主要分解水溶性物质和易分解的水溶性化合物，主要与非生物因素（物理破碎、淋溶降解等）有关[22-23]。随着分解的进行，木质素等难分解物质积累，分解速率明显减慢，转变成与生物作用过程为主导的分解[24]。凋落物分解受植物物种、质量、面积、环境因素、分解时间的影响[25]。本文多因素分析结果表明，凋落物分解时间和放置在不同分解位置处理对凋落物质量残留率有显著影响。

已有研究表明，在森林生态系统中，与土壤表面放置凋落物相比，土壤埋深处理下凋落物分解较快[26-28]。在干旱区，由于气候的特殊性，太阳辐射高且降水少，微生物活性降低[29]，可能限制了微生物的凋落物分解。Georgiou等[30]研究表明，在半干旱区，经过强光照射的土壤会产生大量的超氧阴离子自由基，进而生成过氧化氢和羟基自由基，自由基具有强氧化性，从而氧化凋落物中的有机物。在本试验中，经过8个月的分解，至试验分解结束，花花柴和胡杨两种植物叶凋落物在土壤表面放置的情况下分解最快，且悬挂1 m处理下凋落物的分解速率比土壤埋深2 cm处理更快，出现这种现象的原因可能是光辐射对凋落物存在直接分解，促进了凋落物分解，但有关光辐射促进凋落物分解的因素，还需要进一步探究。

3.2　凋落物养分含量变化

荒漠生态系统因为土壤养分贫乏，凋落物分解和养分向土壤的释放对植物生长和土壤养分循环起着重要作用[31-32]。在以微生物主导的分解过程中，N素积累是一个显著特征[33]。有研究表明，凋落物的分解过程会出现N固持现象[34-36]。如，杨晶晶等[37]在塔里木盆地研究胡杨凋落物的分解，林下的胡杨凋落物在分解过程中出现N固持。出现凋落物氮净积累现象的原因可能是凋落物本身N元素含量难以满足微生物（分解者）的N需求，因而微生物必须从外界额外吸收一定量的N构成微生物量或胞外酶[38-39]，从而导致凋落物中N含量处于上升趋势。但是，在极端干旱区，由于微生物量有限，凋落物分解主要由光降解主导[40]，凋落物的N含量变化可能与微生物分解的关系不大。本研究中，花花柴和胡杨叶凋落物在分解过程中均出现N富集现象。引起极端干旱区观察到的N动态可能是由其他非生物因素引起的，凋落物的分解受到N元素限制，凋落物分解过程中N元素释放较慢，分解袋中的凋落物受其他非生物因素分解（风化、淋溶、光降解等）易分解物质损失后，剩余的难分解物质N含量升高。研究表明N含量不能很好的预测极端干旱区凋落物的分解，凋落物分解过程中N含量的变化受生物分解和其他非生物因素分解的共同作用。

C是组成有机质的主要元素，为分解者提供可利用的能源[41]。但凋落物在分解过程中并不总是释放养分，其与凋落物种类、分解环境、分解时间及养分自身特性有关[42]。本研究中，凋落物在分解一段时间后C元素养分释放缓慢，且花花柴和胡杨的凋落物C含量变化表现出不同形式，如胡杨叶凋落

物在土壤表层和埋深2 cm出现了下降-上升趋势。两种植物叶凋落物在悬挂处理下C含量显著高于其他处理，说明在悬挂处理下，凋落物质量损失快于养分损失。凋落物C含量呈先下降后上升趋势，其原因可能是：对于新鲜的凋落物，其初始阶段的质量损失主要是由于淋溶作用使元素淋失，随着淋溶作用的减弱，凋落物C含量增加，出现一定的富集现象[43]。本研究中，悬挂处理下凋落物分解速率较地下埋深2 cm快，但C元素释放量少，由此可见，在极端干旱区，凋落物分解和湿润地区存在着较大的不同，有待更深入的研究探索。

4 结 论

通过对塔克拉玛干沙漠南缘策勒绿洲花花柴和胡杨植物叶片凋落物的分解速率和养分动态进行研究，表明分解时间和不同分解位置处理条件对凋落物分解速度都有显著影响，地上凋落物分解速率比地下凋落物分解快；花花柴和胡杨凋落物的C、N元素释放在不同分解位置下变化趋势基本一致，不同处理间C、N元素释放量差异显著。在热资源丰富的极端干旱地区，光降解直接促进了凋落物的分解。

参考文献(References)：

[1] Luyssaert S, Inglima I, Jung M, et al. CO_2 balance of boreal, temperate, and tropical forests derived from a global database[J]. Global Change Biology, 2007, 13(12): 2509–2537.

[2] Palviainen M, Leena F, Kurka A M, et al. Release of potassium, calcium, iron and aluminium from Norway spruce, Scots pine and silver birch logging residues[J]. Plant and Soil, 2004, 259(12): 123–136.

[3] Han C, Liu T, Lu X, et al. Effect of litter on soil respiration in a man-made *Populus* L. forest in a dune-meadow transitional region in China's Horqin sandy land[J]. Ecological Engineering, 2019, 127: 276–284.

[4] Cornwell W K, Johannes H C. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide [J]. Ecology Letters, 2008, 11(10): 1065–1071.

[5] Austin A T, Ballare C L. Dual role of lignin in plant litter decomposition in terrestrial ecosystems[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2010, 107, 4618–4622.

[6] Austin A T, Vivanco L. Plant litter decomposition in a semiarid ecosystem controlled by photodegradation[J]. Nature, 2006, 442: 555–558.

[7] Brandt L A, King J Y, Milchunas D G. Effects of ultraviolet radiation on litter decomposition depend on precipitation and litter chemistry in a shortgrass steppe ecosystem[J]. Global Change Biology, 2007, 13(10): 2193–2205.

[8] Lin Y, King J Y. Effects of UV exposure and litter position on decomposition in a California grassland[J]. Ecosystems, 2014, 17(1): 158–168.

[9] Austin A T, Araujo P I, Leva P E. Interaction of position, litter type, and water pulses on decomposition of grasses from the semiarid Patagonian steppe[J]. Ecology, 2009, 90: 2642–2647.

[10] Levin S A. Encyclopedia of Biodiversity[M]. Holland: Elsevier, 2013: 100–100.

[11] 朱震达. 塔克拉玛干沙漠风沙地貌研究[M]. 北京: 科学出版社, 1981: 1–26. [Zhu Zhenda. Study of Wind and Sand Geomorphology in Taklimakan Desert[M]. Beijing: Science Press, 1981: 1–26.]

[12] 李江风. 塔克拉玛干沙漠和周边山区天气气候[M]. 北京: 科学出版社, 2003: 1–43. [Li Jiangfeng. Climate and Weather in Taklimakan Desert and Surrounding Mountains[M]. Beijing: Science Press, 2003: 1–43.]

[13] 岳泽伟, 李成道, 李磊, 等. 骆驼刺叶形态和荧光参数对光照的响应[J]. 干旱区研究, 2020, 37(3): 722–728. [Yue Zewei, Li Chengdao, Li Lei, et al. Responses of leaf morphology and fluorescence parameters of *Alhagi sparsifolia* in different light environments[J]. Arid Zone Research, 2020, 37(3): 722–728.]

[14] 唐钢梁, 李向义, 林丽莎, 等. 短期环割对塔克拉玛干沙漠南缘两种荒漠植物的生理影响[J]. 植物生态学报, 2013, 37(12): 1101–1113 . [Tang Gangliang, Li Xiangyi, Lin Lisha, et al. Effects of short-term phloem girdling on physiology in two desert plants in the southern edge of the Taklimakan Desert[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2013, 37(12): 1101–1113.]

[15] 邹陈, 吉春容, 曾凡江, 等. 风沙灾害对策勒绿洲棉花生物量的影响[J]. 沙漠与绿洲气象, 2017, 11(4): 90–94. [Zou Chen, Ji Chunrong, Zeng Fanjiang, et al. The influence of wind-sand disaster on cotton biomass in Cele Oasis[J]. Desert and Oasis Meteorology, 2017, 11(4): 90–94.]

[16] 涂利华, 胡红玲, 胡庭兴, 等. 华西雨屏区亮叶桦凋落叶分解对模拟氮沉降的响应[J]. 植物生态学报, 2012, 36(2): 99–108. [Tu Lihua, Hu Hongling, Hu Tingxing, et al. Response of Betula luminifera leaf litter decomposition to simulated nitrogen deposition in the rainy of China[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2012, 36 (2): 99–108.]

[17] Li K, Li H, Huangfu C, et al. Species-specific effects of leaf litter on seedling emergence and growth of the invasive *Flaveria bidentis* and its co-occurring native species: Common garden test[J]. Plant Ecology, 2016, 217(12): 1–9.

[18] 铁烈华, 符饶, 张仕斌, 等. 模拟氮、硫沉降对华西雨屏区常绿阔叶林凋落叶分解速率的影响[J]. 应用生态学报, 2018, 29(7): 2243–2250. [Tie Liehua, Fu Rao, Zhang Shibin, et al. Effects of

simulated nitrogen and sulfur deposition on litter decomposition rate in an evergreen broad-leaved forest in the of China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2018, 29(7): 2243–2250.]

[19] 赵鹏武, 宋彩玲, 苏日娜, 等. 森林生态系统凋落物研究综述[J]. 内蒙古农业大学学报(自然科学版), 2009, 30(2): 298–305. [Zhao Pengwu, Song Cailling, Su Rina, et al. A review of litters in forest ecosystem[J]. Journal of Inner Mongolia Agricultural University (Natural Science Edition), 2009, 30(2): 298–305.]

[20] 胡霞, 吴宁, 吴彦, 等. 川西高原季节性雪被覆盖对窄叶鲜卑花凋落物分解和养分动态的影响[J]. 应用生态学报, 2012, 23(5): 84–90. [Hu Xia, Wu Ning, Wu Yan, et al. Effects of snow cover on the decomposition and nutrient dynamics of *Sibiraea angustata* leaf litter in western Sichuan, Southwest China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2012, 23(5): 84–90.]

[21] Casas J J, Gessner M O. Leaf litter breakdown in a Mediterranean stream characterised by travertine precipitation[J]. Freshwater Biology, 2010, 41(4): 781–793.

[22] 郭剑芬, 杨玉盛, 陈光水, 等. 森林凋落物分解研究进展[J]. 林业科学, 2006, 42(4): 93–100. [Guo Jianfen, Yang Yusheng, Chen Guangshui, et al. Advances in the decomposition of forest litter[J]. Scientia Silvae Sinicae, 2006, 42(4): 93–100.]

[23] Song P, Zhang N L, Ma K P, et al. Impacts of global warming on litter decomposition[J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(6): 1327–1339.

[24] 谌贤, 刘洋, 唐实玉, 等. 川西亚高山森林凋落物不同分解阶段基质质量特征[J]. 西北植物学报, 2017, 37(3): 586–594. [Chen Xian, Liu Yang, Tang Shiyu, et al. Characteristics of substrate quality variation at different litter decomposition stages in subalpine forest of Western Sichuan[J]. Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica, 2017, 37(3): 586–594.]

[25] Austin A T, Vitousek P M. Precipitation, decomposition, and litter decomposability of *Metrosideros polymorpha* on Hawai'i [J]. Journal of Ecology, 2000, 88(1): 129–138.

[26] 金龙, 吴志祥, 杨川, 等. 不同调控措施下橡胶凋落叶分解速率研究[J]. 西南林业大学学报, 2015, 35(5): 21–26. [Jin Long, Wu Zhixiang, Yang Chuan, et al. Study on ecomposition of rubber leaf-litter with different control measures[J]. Journal of Southwest Forestry University, 2015, 35(5): 21–26.]

[27] 魏孑上, 李慧燕, 李科利, 等. 模拟N沉降和埋土对黄顶菊凋落物分解及养分释放的影响[J]. 生态学杂志, 2017, 36(9): 2412–2422. [Wei Zishang, Li Huiyan, Li Keli, et al. Effects of simulated N deposition and burial on *Flaveria bidentis* litter decomposition and nutrient release[J]. Chinese Journal of Ecology, 2017, 36(9): 2412–2422.]

[28] Santos P F, Whitford W G. The effects of microarthropods on litter decomposition in a Chihuahuan Desert[J]. Ecology, 1981, 62(3): 654–663.

[29] 李成道, 李向义, Henry J Sun, 等. 极端干旱区花花柴(*Karelinia caspia*)、骆驼刺(*Alhagi sparsifolia*)和胡杨(*Populus euphratica*)叶片凋落物分解特征[J]. 中国沙漠, 2019, 39(2): 196–204. [Li Chengdao, Li Xiangyi, Henry J Sun, et al. Decomposition of *Karelinia caspia*, *Alhagi sparsifolia* and *Populus euphratica* in [J]. Journal of Desert Research, 2019, 39(2): 196–204.]

[30] Georgiou C D, Sun H J, Mckay C P, et al. Evidence for photochemical production of reactive oxygen species in desert soils[J]. Nature Communications, 2015, 6: 7100.

[31] 赵红梅, 黄刚, 马健, 等. 荒漠区地表凋落物分解对季节性降水增加的响应[J]. 植物生态学报, 2012, 36(6): 471–482. [Zhao Hongmei, Huang Gang, Ma Jian, et al. Responses of surface litter decomposition to seasonal water addition in desert[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2012, 36(6): 471–482.]

[32] Chapin F S, Matson P A, Mooney H A. Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology[M]. Berlin: Springer Verlag, 2011: 129–144.

[33] 周丽, 李彦, 唐立松, 等. 光降解在凋落物分解中的作用[J]. 生态学杂志, 2011, 30(9): 2045–2052. [Zhou Li, Li Yan, Tang Lishong, et al. Roles of photodegradation in litter decomposition[J]. Chinese Journal of Ecology, 2011, 30(9): 2045–2052.]

[34] Fisher F M, Freckman D W, Whitford W G. Decomposition and soil nitrogen availability in Chihuahuan Desert field microcosms [J]. Soil Biology Biochemistry, 1990, 22(2): 241–249.

[35] Moorheada D L, Reynoldsb J F. A general model of litter decomposition in the northern Chihuahuan Desert[J]. Ecological Modelling, 1991, 56(1–4): 197–219.

[36] Seastedt T R, Parton W J, Ojima D S. Mass loss and nitrogen dynamics of decaying litter of grasslands: The apparent low nitrogen immobilization potential of root detritus[J]. Canadian Journal of Botany, 1992, 70(2): 384–391.

[37] 杨晶晶, 周正立, 吕瑞恒, 等. 干旱生境下3种植物叶凋落物分解动态特征[J]. 干旱区研究, 2019, 36(4): 916–923. [Yang Jingjing, Zhou Zhengli, Lyu Ruiheng, et al. Dynamic decomposition of foliar litters of three plant species in arid habitats[J]. Arid Zone Research, 2019, 36(4): 916–923.]

[38] 徐波, 朱忠福, 李金洋, 等. 九寨沟国家自然保护区4个典型树种叶片凋落物在林下及高山湖泊中的分解及养分释放特征[J]. 植物生态学报, 2016, 40(9): 883–892. [Xu Bo, Zhu Zhongfu, Li Jinyang, et al. Leaf decomposition and nutrient release of dominant species in the forest and lake in the Jiuzhaigou National Nature Reserve, China[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2016, 40(9): 883–892.]

[39] Mcclaugherty C A, Pastor J, Melillo J, et al. Forest litter decomposition in relation to soil nitrogen dynamics and litter quality[J]. Ecology, 1985, 66(1): 266–275.

[40] Gang H, Hongmei Z, Yan L. Litter decomposition in hyper-arid deserts: Photodegradation is still important[J]. 2017, 601–602: 784.

[41] 刘晶, 谢婉余, 张巧明, 等. 黄土丘陵区不同植物凋落叶片的分解及养分释放特性[J]. 草业学报, 2018, 27(9): 27–35. [Liu Jing, Xie Wanyu, Zhang Qiaoming, et al. Leaf decomposition and nutri-

ent release characteristics of different plant species in the Loess Hilly[J]. Acta Prataculturae Sinica, 2018, 27(9): 27−35.]

[42] Berg B, Staaf H. Leaching, accumulation and release of nitrogen in decomposing forest litter[J]. Ecological Bulletins, 1981, 33: 163−178.

[43] Wu Z D, Wang Y X, Cai Z F, et al. Amount and decomposition characteristics of litters in citrus orchard in Fuzhou, China[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2010, 26(3): 231−234.

Decomposition and nutrient release characteristics of *Karelinia caspia* and *Populus euphratica* leaf litters in extreme arid regions

FAN Linjie[1,2,3,4], LI Xiangyi[1,3], LI Chengdao[1,2,4], LIN Lisha[1,2,3], XUE Wei[5]

(1. Xinjiang Key laboratory of Desert Plant Roots Ecology and Vegetation Restoration, Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Urumqi 830011, Xinjiang, China; 2. State Key Laboratory of Desert and Oasis Ecology, Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Urumqi 830011, Xinjiang, China; 3. Cele National Field Science Observation and Research Station of Desert Grassland Ecosystem, Cele 848300, Xinjiang, China; 4. University of Chinese Academy of Science, Beijing 100049, China; 5. Lanzhou University, Lanzhou 730000, Gansu, China)

Abstract: In arid regions, strong solar radiation and photodegradation or physical degradation accelerate the rate of litter decomposition. However, research on the decomposition of litter in extreme arid regions remains limited. In this study, we investigated the litter decomposition rate of plant species in extreme arid regions using the litter bag method. *Karelinia caspia* and *Populus euphratica* are two dominant species in Cele Oasis located at the southern margin of the Taklimakan Desert. Litter decomposition tests of *K. caspia* and *P. euphratica* were carried out in three habitats (aboveground, 2 cm belowground and hanging 1 m) to explore the mass decomposition of litters and the release of carbon (C) and nitrogen (N) from the litters in each habitat. The mass decomposition rates of *K. caspia* and *P. euphratica* showed significant differences at different depths; the mass loss of aboveground (0 cm) litter was significantly higher than that of 1 m hanging and 2 cm belowground litters. At the end of the litter decomposition test, the mass loss of *K. caspia* and *P. euphratica* wood was in the order: aboveground (19.91%) > 1 m hanging (15.99%) > 2 cm belowground (12.35%) and aboveground (24.15%) > 1 m hanging (13.44%) > 2 cm belowground (8.72%), respectively. During the entire decomposition process, the N content of litters of both plant species increased, whereas the C content decreased. At different decomposition positions, the enrichment of N and the loss of C varied significantly. The enrichment of N in aboveground and belowground litters was lower than that of hanging litters, whereas the loss of C from above-and belowground litters was greater than that from hanging litters. Olson's exponential attenuation model was used to fit the mass residual rate of litters. The order of the decomposition constant (k) of the two plant species was in the order: aboveground > hanging > belowground. Additionally, multivariate analysis of the variance of mass residual rate of litters showed that both decomposition time and decomposition position had significant effects on the mass residual rate of litters (P<0.01). Overall, this study shows that in extreme arid regions, litter decomposition is mainly driven by photodegradation, not by the location of litter burial.

Keywords: litters decomposition; mass loss; extreme drought; nutrient release